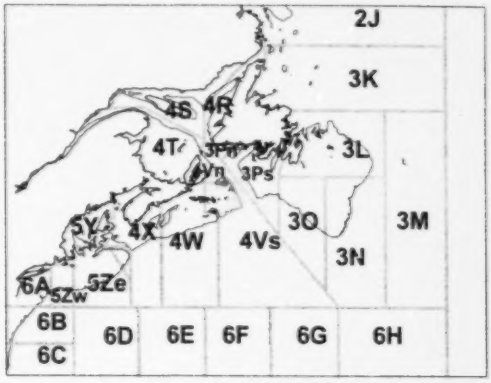
Porbeagle Shark in NAFO Subareas 3 - 6



Background

The porbeagle shark (Lamna nasus) is a cold-temperate species that occurs in the north Atlantic, south Atlantic and south Pacific oceans. The species range extends from Newfoundland to New Jersey and possibly to South Carolina in the west Atlantic and from Iceland and the western Barents Sea to Morocco and the Mediterranean in the east Atlantic. In the northwest Atlantic, this pelagic shark inhabits inshore and offshore waters colder than 14°C, and is commonly seen in the 5 - 10°C range. Porbeagle sharks move onto the Scotian Shelf in early spring and into the Gulf of St. Lawrence and onto the Grand Banks during the summer and early fall. Segregation occurs by sex and size. Mating occurs in the early fall off southern Newfoundland. Porbeagle move south and possibly into deeper water in late fall, but their winter distribution is unknown.

Independent tagging studies all indicate that there is little or no exchange between porbeagle of the east and west Atlantic. The same studies suggest that only one stock resides in the northwest Atlantic, migrating between the Gulf of Maine and southern Newfoundland on an annual basis. Therefore, the stock is defined by NAFO SA 3 - 6.

Unlike most of the teleosts (bony fishes), the fertilization of eggs occurs internally in elasmobranchs (sharks, skates and rays). In porbeagle sharks, fertilized eggs continue to develop in the uterus of the female and young are born as fully formed juveniles or "pups" after a gestation period of 8-9 months. The young are born at a relatively large size of 65-70 cm, thus reducing the number of potential predators. Pregnant females continue to release eggs and the embryos obtain nourishment by consuming unfertilized eggs in the uterus. The number of young produced annually averages 4 pups per litter. Males mature at about 174 cm fork length while females mature at about 217 cm fork length. The age of first maturity in males occurs at age 8, but is closer to age 13 in females. Porbeagle sharks live to an age of more than 30 years. Natural mortality is about 0.1 in immature sharks, increasing to 0.2 in mature females. Maximum reported size is 320cm fork length and 250kg; however specimens over 250cm are rare.

The diet of the porbeagle shark consists primarily of midwater and pelagic fishes, but includes squid and groundfish whenever they are available. The only likely natural predators are other large sharks.

Summary

- An intensive research program on porbeagle was carried out between 1998-2001 with the support and funding of the shark fishing industry, and in collaboration with the Apex Predator Program of the National Marine Fisheries Service.
- 1998-2000 landings have been 900-1050t.
- The size composition of the 1999 and 2000 catches was relatively similar between the inshore and offshore fleets, and was dominated by sharks <175cm.
- The porbeagle population is relatively unproductive due to the delayed age at sexual maturation (approx. age 13 in females) and low pup production rate (<4 pups per year).
- Catch rates of immature porbeagle in 2000 were about 30% of the 1991 level. Catch rates of mature porbeagle have declined to 10% of the 1992 level.
- Independent measures of recent fishing mortality based on catch at age, tag recaptures and a population model all indicate that fishing mortality during 1998 – 2000 was around 0.20.
- Biological reference points calculated from a life table analysis and population model indicate that fishing at $F_{0.1}$=0.18 is unsustainable, and will result in stock collapse. Fishing at F=0.08 results in zero population growth, while F=0.04 to 0.06 approximately corresponds to a maximum sustainable yield (MSY) of about 1000t.

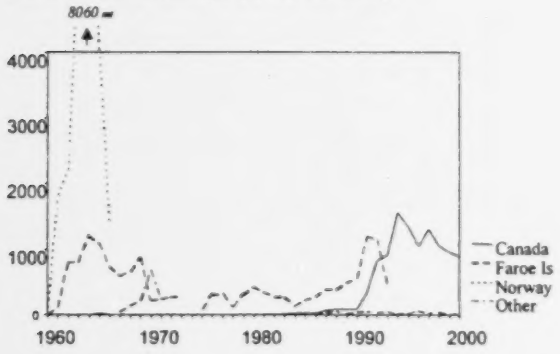
- The current population is seriously depleted and a greatly reduced fishing mortality is required if the population is to recover. An annual catch of 200-250t would correspond to fishing at about MSY and would allow population growth. Annual catches of about 400t would not allow any population growth, nor room for error in the estimates. Current population size appears to be 10-20% of virgin levels.

The Fishery

Landings (t)[1]

Year	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
TAC	-	-	-	-	1000	1000	1000	850
Foreign	512	5	9	56	4	12	6	0
Canada	920	1573	1348	1043	1317	1054	955	899
TOTAL	1432	1578	1357	1099	1321	1066	961	899

Porbeagle landings (t) by country



The **fishery** for porbeagle sharks in the Northwest Atlantic (NAFO subareas 3 - 6) started in 1961 when Norwegian vessels began exploratory fishing on a virgin population. These vessels had previously fished for porbeagle in the Northeast Atlantic. They were joined by vessels from the Faroe Islands during the next few years. **Reported landings**[1] in the Northwest Atlantic rose from about 1,900t in 1961 to more than 9,000t in 1964 and then fell to less than 1,000t in 1970 as a result of a collapse of the fishery. Although the fishery was unrestricted, reported landings were less than 500t until 1989. Reported landings rose to almost 2,000t in 1992, due to increased effort by Faroese vessels and also due to the entry of Canadian interests into this fishery. Faroese participation was phased out of the directed fishery by 1994, at which time total landings by three Canadian offshore pelagic longline vessels and a number of inshore vessels was about 1600t. Since that time, the fishery has been almost exclusively Canadian, with landings declining gradually to 1066t in 1998 in response to quota control. Catches by foreign vessels fishing outside of Canadian waters are unknown, but are believed to be small. Landings in the first half of 1999 and 2000 exceeded 700t each year, and the industry voluntarily restricted fishing over the summer to reserve quota for the fall. Since 1996, approximately two thirds of the directed catch has been made by the two remaining offshore vessels, although the proportion taken by the inshore vessels increased to above 40% in 1999 and 2000.

Canada introduced a shark management plan in 1995 which defined a non-restrictive catch guideline of 1,500t. In 1997, a TAC of 1000t was imposed under the 1997-99 Shark Management Plan. The **2000-2001 Shark Management Plan** restricted catches to a total of 1700t over a 2 year period while additional scientific information was collected.

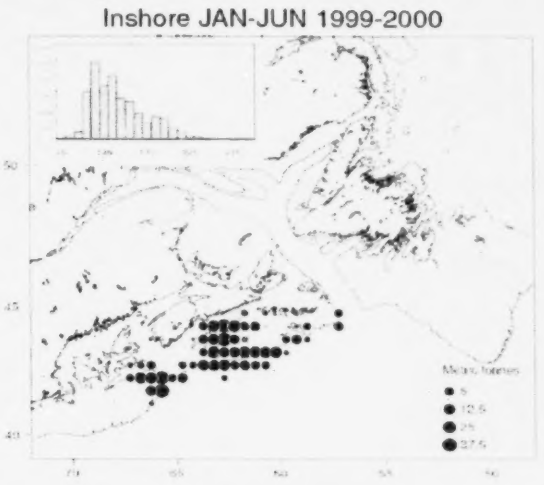
Porbeagle sharks are taken almost exclusively by a Canadian directed longline fishery. **By-catch** in the Canadian swordfish longline fishery, the Japanese tuna longline fishery, and various inshore fisheries is minimal, seldom exceeding 40t in recent years. Bycatch of other species while directing for porbeagle is also minimal (8%), most of which is blue shark. There is almost no recreational fishery for porbeagle sharks.

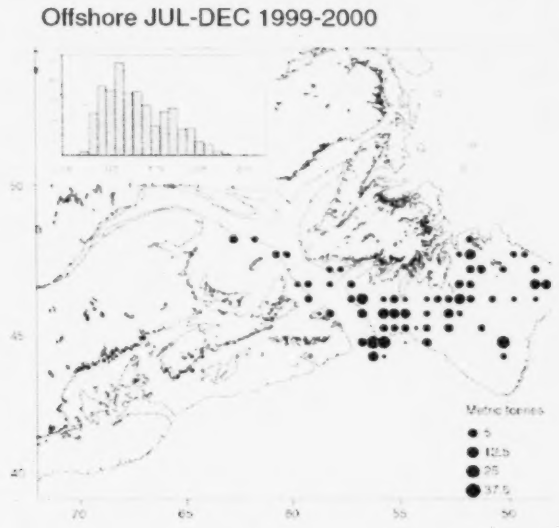
[1] Some landing statistics were coded incorrectly in the past, but have been corrected in this assessment. Therefore, some of the landings values reported here may differ slightly from those in previous SSRs.

104-00574/

The **geographic location and timing of the fishery** is different for the inshore and offshore fleets. Both fleets fish the Scotian Shelf in the spring, but the offshore fleet concentrates on the Shelf edge while the inshore fishery extends well onto the Shelf. There is little directed effort for porbeagle by the inshore fleet in the fall; most of the fall catch is made by the offshore fleet fishing off southern Newfoundland and in the Gulf of St. Lawrence. There was no directed fishery during the summers of 1999 and 2000 when the industry voluntarily agreed to reserve quota for the fall. Fall catches were voluntarily restricted to 100t in Subarea 3.

Location and size composition of catch





The **size composition** of the 1999 and 2000 catches was relatively similar between the inshore and offshore fleets. Spring and fall catches were dominated by small sharks (less than 175cm); the fishing vessels attempted to avoid catching large females in the spring. In recent years, the age of full recruitment to the fishery has dropped to an age of only 3 years in all areas.

The **age composition** of past and present landings was reconstructed between 1961-2000.

Prior to 1991, the age of full recruitment off southern Newfoundland in the fall generally varied between 10-15 years, consistent with the use of this area as a mating ground by a lightly fished population.

Resource Status

The previous assessment of this resource was based on preliminary results from an intensive research program carried out in collaboration with the shark fishing industry. Standardized catch rates, tag-recapture analyses and indices of recent fishing mortality were used to suggest a $F_{0.1}$ yield of 850t. However, there was insufficient information available at the time to determine a sustainable catch level and current fishing mortality rates.

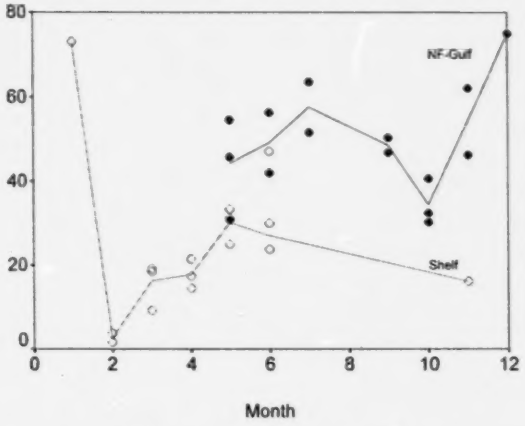
An intensive **research program** on porbeagle shark was initiated in 1998 with the support and funding of the shark fishing industry. On-board collection of detailed measurements and tissues were made by scientific staff, while members of the fishing industry measured more than 75% of all sharks landed between 1998 and 2000. This information provided a view of the resource that is seldom possible in other fisheries, and greatly assisted in the preparation of this stock assessment. In addition, collaboration with the Apex Predator Program of NMFS in the USA provided access to both expertise and unpublished data. As a result, our understanding of porbeagle biology and population dynamics is among the best available for any pelagic shark species in the world.

The **stock structure and migration** pattern of porbeagle was studied through analyses of unpublished Norwegian, Canadian and US tagging studies carried out since the 1960s. All three studies demonstrated extensive annual migrations of porbeagle between the Gulf of Maine and the Gulf of St. Lawrence/southern Newfoundland, with no evidence of more than one stock. There was also no evidence of stock mixing between the western and eastern Atlantic.

Month to month shifts in length composition and sex ratios suggest a seasonal and sex-specific migration of mature sharks along the outer edge of the Scotian Shelf towards the southern Newfoundland mating grounds during the spring. The smaller, immature sharks resident on the Scotian Shelf appear to migrate relatively little.

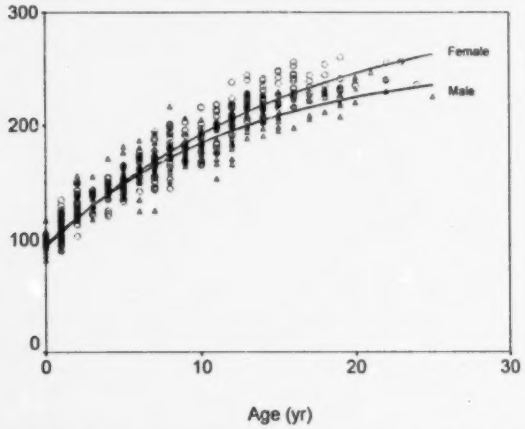
Porbeagle exhibit well defined **temperature preferences** throughout the year. The mean temperature at mid-gear depth was 7.4 ^{0}C, with 50% being caught between 5-10 ^{0}C. Water depth ranged between 150-2300m in the spring, but most fall catches were made at depths <150m. The **diet** of porbeagles is mainly fish.

Percentage of females >175 cm FL in catch

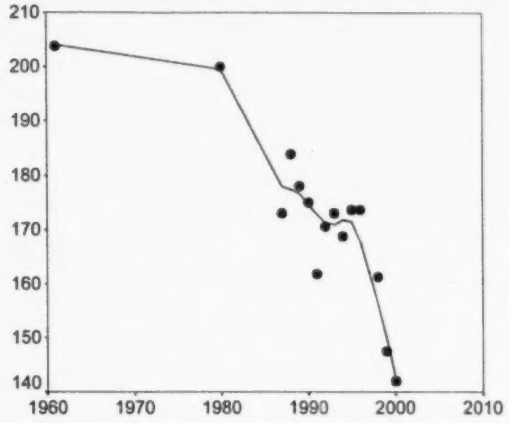


The **age and growth rate** of porbeagle was determined after confirming the accuracy of vertebral growth bands as age indicators. In both sexes, growth rate decreases slightly at the onset of sexual maturity, with females growing to a larger size. The longevity of porbeagle sharks appears to be between 30-40 years.

Growth curve for porbeagle FL (cm) by sex



Median fork length (cm) in NF-Gulf in Sep-Oct



Porbeagle reproduction was studied to determine the potential productivity of the population. Males mature at about 174 cm FL (age 8) while females mature at 217 cm (age 13). Such a late age at maturation greatly reduces the productivity of the population. Mean litter size is 3.9 pups after a gestation period of 8-9 months; mature females appear to reproduce every year. Mating occurs in the early fall off of southern NF and at the entrance to the Gulf of St. Lawrence, but the birth location is unknown.

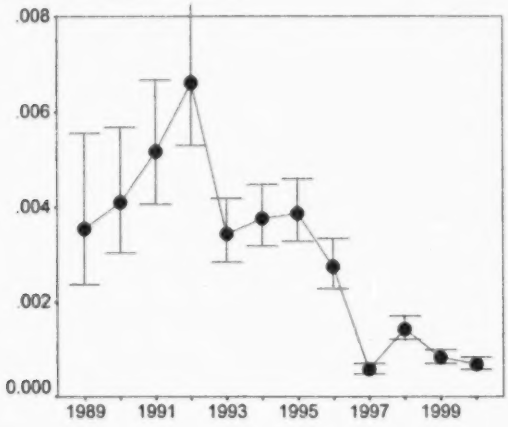
Annual trends in length composition were examined for evidence of high exploitation rate. Fall catches off of the southern Newfoundland mating ground have generally been dominated by large, sexually mature porbeagle, but the median fork length has declined since the early 1980s, suggesting a reduced abundance of large sharks. Median fork lengths in 1999 and 2000 were the smallest on record.

Trends in commercial catch rate were used as indicators of abundance, both in terms of overall biomass (kg/hook) and in terms of the numbers of sexually mature (>200 cm FL) and immature (<200 cm FL) sharks per hook. Catch rates (kg/hook) by the offshore fleet in all areas have declined to less than half of the levels present in the early 1990s. The history for the inshore fleet is much shorter, but shows a slight increase since 1998. Differences in area fished by the two fleets may explain the recent divergence in trends. The catch rate of mature sharks (number/hook) has declined markedly for both fleets since 1996 in all areas. The catch rate for immature sharks has also declined since the early 1990s, although it has remained roughly stable since 1996. The immature shark catch rate by the inshore fleet increased in 2000, while that of the offshore fleet declined further.

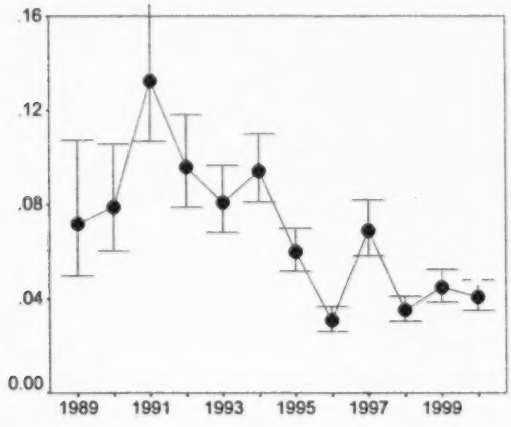
A **catch rate analysis** which adjusts for differences among fishing vessels, subareas and months, showed an increase in the catch rate of mature sharks between 1989 and 1992, followed by a marked decline to a very low level in 2000 (to about 10% of its peak level). This trend is consistent with the gradual entry of the Canadian fleet into the fishery in the early 1990s, followed by reduced abundance of the mature fish due to heavy fishing. The standardized catch rate for immature sharks

showed a similar, but less marked decline since 1991 (to 30% of its peak level), although catch rates have been relatively stable since 1996.

Mature sharks per hook



Immature sharks per hook



Natural mortality rates for each sex were estimated from area-specific catch curves of the virgin 1961 population. The natural mortality rate (M) of immature porbeagles is about 0.10, increasing to 0.15 for mature males and 0.20 for mature females.

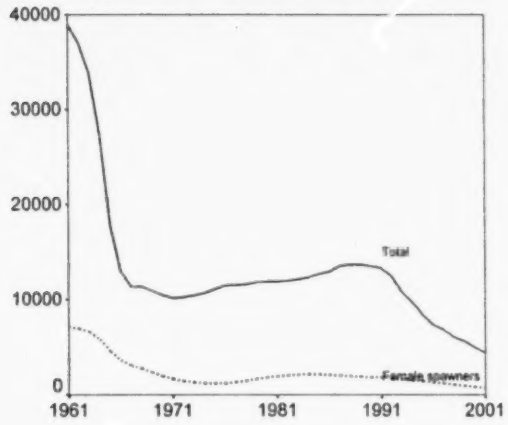
Three methods were used to estimate **recent fishing mortality rate**: Paloheimo Zs, Petersen analysis and a population model.

Paloheimo Zs are estimates of total mortality rate based on the effort-standardized decline in catch at age along a year-class. Paloheimo Zs on the Scotian Shelf and NF-Gulf were both estimated to be about 0.32 between the years 1998-2000. After adjusting for M, fishing mortality on ages 3-13 was estimated to lie between 0.18-0.22.

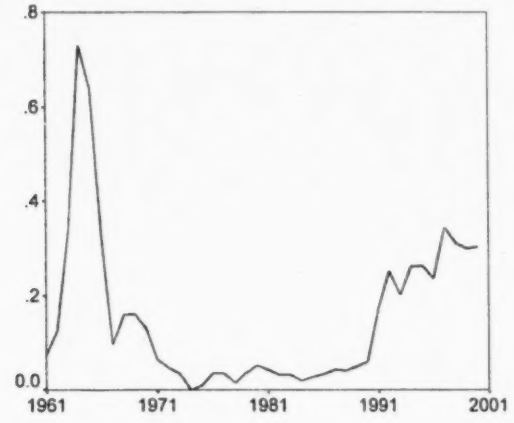
Fishing mortality (F) in the 1990s was estimated through **Petersen analysis** of tag recaptures. The analysis was restricted to sharks <125 cm FL, corresponding to ages 0 and 1. Both the US and Canadian tagging studies provided similar estimates of fishing mortality since 1994. After adjusting for the limited availability of the young sharks to the fishing gear, F was estimated to lie between 0.05-0.20, with a mean of about 0.11 since 1994.

An age- and sex-structured **population model** was fit to catch at length and catch rate data between 1961-2000 to estimate current population size relative to that of earlier years. Both total biomass and spawning stock numbers declined sharply after the onset of the 1961 fishery, recovering slightly through the 1970s and 1980s, and then declining once more to a record low level. Current biomass was estimated as being 11-17% of virgin biomass and fully recruited F in 2000 was estimated as 0.26.

Biomass (t) from population model



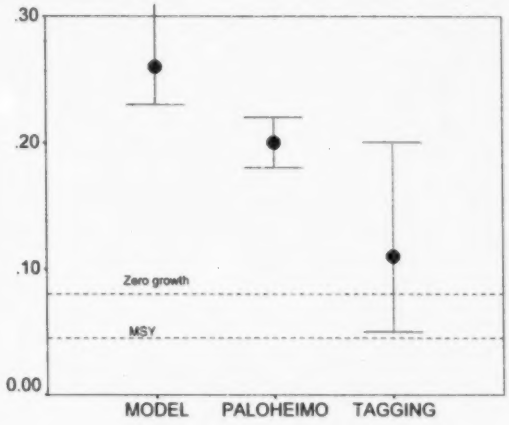
Fishing mortality from population model



Biological reference points were calculated from both a life table analysis and the population model. Life table analysis uses age-structured estimates of survival rate, sexual maturation and fecundity to project population growth, and is well suited to animals like sharks with a well defined reproductive cycle and high rates of survival. The intrinsic rate of population growth in an unfished porbeagle population is 5-7%. Fishing at $F_{0.1}$=0.18 is unsustainable, and will result in stock collapse. Fishing at F=0.08 results in zero population growth, while F=0.04 to 0.06 approximately corresponds to a maximum sustainable yield (MSY) of about 1000t.

This assessment contains several independent measures of **recent fishing mortality**. The range of fishing mortalities estimated from Paloheimo Zs, Peterson exploitation rates and the population model are shown by the range bars in the graph below, with the most likely value shown by the point. All methods indicated that recent fishing mortalities were around 0.2, well above sustainable levels.

Estimates of recent fishing mortality compared to reference levels



Sources of Uncertainty

There are several sources of uncertainty in this assessment. Mature sharks are seldom seen in the winter and spring, and their overwintering and birthing grounds remain unknown. This uncertainty could influence yield projections through effects on availability.

The age determination of old sharks (>15 yr) remains unvalidated, and has implications for the mortality rate calculations of mature females.

Another source of uncertainty includes some of the assumptions of the Peterson tag analysis, specifically those dealing with tag-induced mortality and tag loss and reporting rates.

Finally, some of the underlying assumptions of the population model are uncertain, particularly that of selectivity, which introduces uncertainty into the estimates of recent population status. The model represents a preliminary exploration of the population's dynamics and requires further enhancement in some areas. While it conveys an overall view of the stock's dynamics, estimates of recent population status have a broad range of uncertainty.

Although all of the measures of recent fishing mortality shown here are considered valid, that derived from Paloheimo Zs is considered most reliable, followed by that of the Petersen analysis and then the population model.

Outlook

Porbeagle sharks produce few offspring and mature at a late age compared to the age of first capture. This combination of life history characteristics makes porbeagle highly susceptible to over-exploitation. Average catches of about 4500t per year in the early 1960s resulted in a fishery which collapsed after only six years, and which did not recover for another 25 years. However, the fishery appeared sustainable during the 1970s and 1980s when landings averaged 350t annually, and the population slowly recovered. Catches of 1000-2000t throughout much of the 1990s appear to have once again reduced population abundance, resulting in lower catch rates and low numbers of mature females.

The two-year TAC of 1700t introduced in 1999, based on preliminary scientific information and with excellent cooperation from industry, resulted in preliminary estimates of $F_{0.1}$ yield, mortality and stock abundance. Nevertheless, it was acknowledged at the time that the $F_{0.1}$ yield was probably not sustainable. The current assessment confirms the unsustainability of fishing at $F_{0.1}$ for porbeagle, and indicates that a fishing mortality above 0.08 will cause the population to decline. A fishing mortality of 0.04-0.05 corresponds to MSY, and is required if the population is to be allowed to recover. Several independent estimates of recent fishing mortality all suggest that recent catches averaging 1000t per year have resulted in an F of about 0.20. An annual catch of 200-250t would correspond to fishing at about MSY and would allow population growth. Annual catches of about 400t would not allow any population growth, nor room for error in the estimates. Current population size appears to be 10-20% of virgin levels.

The current porbeagle population is seriously depleted and will require a greatly reduced fishing mortality if recovery is to occur. Due to the low productivity of the species, recovery will not be rapid. However, annual catch levels of about 1000t will be sustainable over the long term once the population has recovered.

For More Information

Contact:

Steven Campana
Marine Fish Division
Bedford Institute of Oceanography
P.O. Box 1006, Dartmouth
Nova Scotia B2Y 4A2

TEL: (902) 426-3233
FAX: (902) 426-9710
E-Mail: campanas@mar.dfo-mpo.gc.ca
Shark Web site:
www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/shark

References

Campana, S., L. Marks, W. Joyce, and S. Harley. 2001. Analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic,

with estimates of long-term sustainable yield. DFO Canadian Stock Assessment Secretariat Res Doc. 2001/067.

This report is available from the:

Maritime Provinces
Regional Advisory Process
Department of Fisheries and Oceans
P.O. Box 1006, Stn. B205
Dartmouth, Nova Scotia
Canada B2Y 4A2
Phone number: 902-426-7070
e-mail address: myrav@mar.dfo-mpo.gc.ca

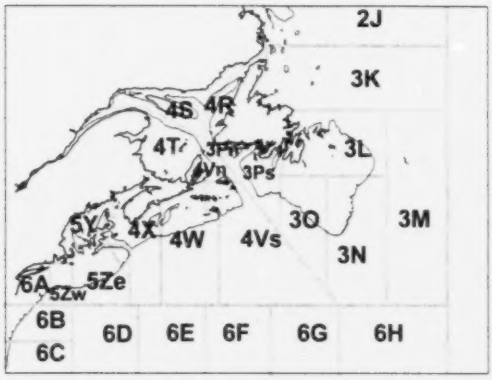
Internet address: www.dfo-mpo.gc.ca/csas
ISSN: 1480-4913

La version française est disponible à l'adresse ci-dessus.

Correct citation for this publication:

DFO, 2001. Porbeagle shark in NAFO subareas 3-6. DFO Sci. Stock Status Rept. B3-09 (2001).

Requin-taupe commun des sous-zones 3-6 de l'OPANO



Renseignements de base

Le requin-taupe commun (Lamna nasus) est une espèce présente dans les eaux de l'Atlantique Nord, de l'Atlantique Sud et du Pacifique Sud qui sont de froides à tempérées. Son aire de distribution va, dans l'Atlantique Ouest, de Terre-Neuve au New Jersey, voire à la Caroline du Sud, et dans l'Atlantique Est, de l'Islande et de l'ouest de la mer de Barents au Maroc et à la Méditerranée. Dans l'Atlantique Nord-Ouest, ce requin pélagique vit dans les eaux de la côte et du large dont la température est inférieure à 14°C, et on le trouve fréquemment dans les eaux de 5 à 10°C. Le requin-taupe commun arrive sur le plateau néo-écossais au début du printemps et dans le golfe du Saint-Laurent ainsi que sur les Grands Bancs de Terre-Neuve en été et au début de l'automne. Il se sépare par sexe et par taille. L'accouplement a lieu au début de l'automne au large du sud de Terre-Neuve. Le requin-taupe commun migre au sud et peut-être vers des eaux plus profondes à la fin de l'automne, mais on ne connaît pas sa distribution en hiver.

Des études de marquage indépendantes indiquent toutes qu'il n'y a que peu ou pas d'échange entre l'est et l'ouest de l'Atlantique. Ces mêmes études semblent indiquer qu'un seul stock vit dans l'Atlantique Nord-Ouest et migre annuellement entre le golfe du Maine et le sud de Terre-Neuve. On a donc défini ce stock comme étant celui des sous-zones 3 - 6 de l'OPANO.

Contrairement à ce qui se produit chez la majorité des poissons téléostéens, (poissons à arêtes), la fertilisation des oeufs est interne chez les élasmobranches (requins et raies). Chez le requin-taupe commun, les oeufs fertilisés continuent de se développer dans l'utérus des femelles et les petits sont pleinement développés à leur naissance, qui survient au terme d'une période de gestation de 8 à 9 mois. Les requins-taupes communs naissants ont une assez grande taille, de 65 à 70 cm, ce qui réduit le nombre de leurs prédateurs éventuels. Comme les femelles pleines continuent de produire des oeufs, les embryons se nourrissent dans l'utérus des oeufs non fertilisés. Le nombre de petits produits chaque année (la portée) se situe en moyenne à quatre. Les mâles atteignent la maturité à environ 174 cm de longueur à la fourche et les femelles à environ 217 cm de longueur à la fourche. On estime que la maturité est atteinte pour la première fois à l'âge 8 chez les mâles; les femelles sont proches de l'âge 13 quand elles arrivent à maturité. Le requin-taupe commun peut vivre plus de 30 ans. La mortalité naturelle est d'environ 0,1 parmi les requins immatures et elle augmente à 0,2 chez les femelles à maturité. Le plus grand spécimen qu'on ait signalé avait une longueur à la fourche de 320 cm et pesait 250 kg; toutefois, les animaux de plus de 250 cm sont rares.

Le requin-taupe commun se nourrit surtout de poissons pélagiques et semi-pélagiques, mais également d'encornets et de poissons de fond lorsqu'il en trouve. Ses seuls prédateurs naturels probables sont les plus gros requins.

Sommaire

- Un programme de recherche intensive sur le requin-taupe commun a été mené de 1998 à 2001, avec l'appui et le financement de l'industrie de la pêche du requin et en collaboration avec les responsables du Apex Predator Program du National Marine Fisheries Service.
- De 1998 à 2000, les débarquements ont oscillé entre 900 et 1 050 t.
- En 1999 et 2000, la composition des prises selon la taille était relativement la même dans la flottille de pêche hauturière et dans la flottille de pêche côtière. Elle était dominée par les requins <175 cm.
- La population de requins-taupes communs est relativement improductive en raison de l'âge tardif de maturité sexuelle (âge 13 environ chez les femelles) et du faible taux de production des petits (moins de 4 par an).
- En 2000, les taux de prises des requins-taupes communs immatures correspondaient à environ 30 % de celles de 1991. Les taux de prises des requins-taupes communs à maturité ont diminué et se situe à 10 % de leur niveau de 1992.
- Des mesures indépendantes de la récente mortalité par pêche fondées sur les prises selon l'âge, les recaptures d'étiquettes et un modèle de population indiquent toutes que la mortalité par pêche s'est située alentour de 0,20 de 1998 à 2000.
- Il ressort des points de référence biologiques, déterminés d'après une analyse de la table de survie et un modèle de population, que la pêche

à $F_{0,1}$=0,18 n'est pas viable et qu'elle aboutira à l'effondrement des stocks. Une pêche à F=0,08 se traduit par une croissance zéro de la population, tandis qu'à F=0,04-0,06 environ, on obtient un rendement maximal soutenu (RMS) d'approximativement 1 000t.

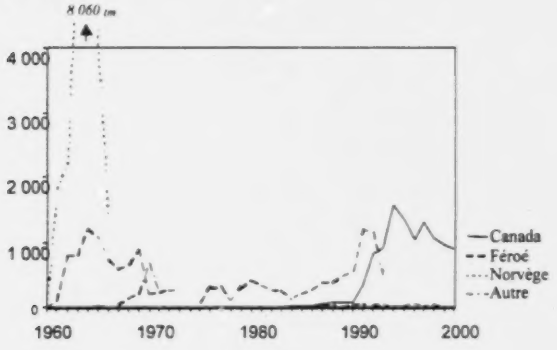
- La population actuelle est très appauvrie et pour la rétablir il est nécessaire de réduire de beaucoup la mortalité par pêche. Des prises annuelles de 200-250 t correspondraient à une pêche alentour du RMS et permettraient à la population de croître. Des prises annuelles d'environ 400 t ne permettraient pas une croissance de la population et ne laisserait aucune marge d'erreur dans les estimations. L'effectif actuel de la population semble se situer à 10-20 % de la population vierge.

La pêche

Débarquements (t)[1]

Année	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
TAC	-	-	-	-	1 000	1 000	1 000	850
Étranger	512	5	9	56	4	12	6	0
Canada	920	1 573	1 348	1 043	1 317	1 054	955	899
TOTAL	1 432	1 578	1 357	1 099	1 321	1 066	961	899

Débarquements de requin-taupe commun (t) par pays



La **pêche** du requin-taupe commun dans l'Atlantique Nord-Ouest (zones 3-6 de l'OPANO) a commencé en 1961, sous forme de pêche exploratoire au sein d'une population vierge par des navires norvégiens, qui avaient auparavant pêché ce requin dans l'Atlantique Nord-Est. Au cours des années qui suivirent, des navires des îles Féroé vinrent se joindre à eux. Les **débarquements déclarés**[1] dans l'Atlantique Nord-Ouest sont passés d'environ 1 900 t en 1961 à plus de 9 000 t en 1964, pour tomber ensuite sous les 1 000 t en 1970, en raison d'un effondrement de la pêche. Bien que la pêche n'ait pas été restreinte, les débarquements déclarés ont été inférieurs à 500 t jusqu'en 1989. Ils ont augmenté à près de 2 000 t 1992, en raison d'un accroissement de l'effort de la flottille des îles Féroé et aussi de l'arrivée des Canadiens dans la pêche. Au terme d'une élimination progressive, la flottille des îles Féroé a cessé de participer à la pêche en 1994 et les débarquements totaux de trois palangriers pélagiques de haute mer et de divers bateaux de pêche côtière canadiens se sont élevés cette année-là à environ 1 600 t. Depuis lors, la pêche a été presque exclusivement canadienne et les débarquements ont progressivement diminué pour se situer à 1 066 t en 1998, suite à la mise en place de quotas. On ne connaît pas les prises des navires étrangers hors des eaux canadiennes, mais on croit qu'elles sont faibles. Dans la première moitié de 1999 et de 2000, les débarquements ont dépassé chaque année les 700 t, et l'industrie a volontairement restreint la pêche en été pour réserver une partie du quota pour l'automne. Depuis 1996, environ 2/3 des prises sélectives proviennent des deux navires de pêche hauturière restant en activité, quoique la proportion de prises des bateaux de pêche côtière ait augmenté pour se situer au-delà de 40 % en 1999 et en 2000.

En 1995, le Canada a adopté un plan de gestion du requin, fixant un niveau de prises non restrictif de 1 500 t. En 1997, le Plan de gestion du requin de 1997-1999 fixait un TAC de 1 000 t. Le **Plan de gestion du requin de 2000-2001** limitait les prises à un total de 1 700 t sur une période de deux ans, durant laquelle on allait recueillir des données scientifiques supplémentaires.

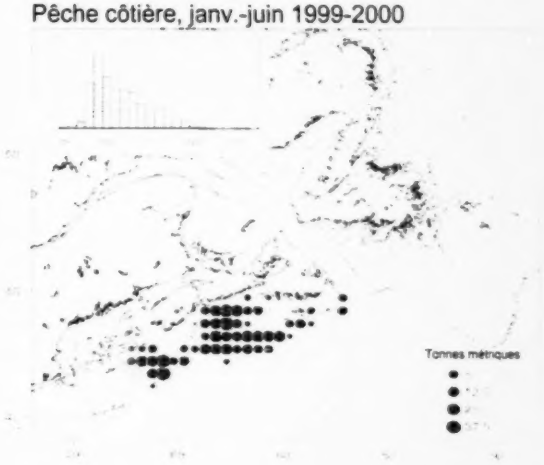
[1] Certaines statistiques de débarquement ont été incorrectement codées par le passé, mais elles ont été corrigées dans la présente évaluation. Par conséquent, quelques-uns des chiffres de débarquements figurant ici peuvent différer légèrement de ceux des RES antérieurs.

Les requins-taupes communs sont capturés presque exclusivement dans le cadre d'une pêche canadienne sélective à la palangre. Les **prises accessoires** de requin-taupe commun dans la pêche canadienne de l'espadon à la palangre, la pêche japonaise du thon à la palangre et diverses pêches côtières sont minimes et ont rarement été supérieures à 40 t ces dernières années. Quant aux prises accessoires d'autres espèces (en majeure partie de requin bleu) dans la pêche sélective du requin-taupe commun, elles sont également minimes (8 %). Il n'y a pratiquement pas de pêche récréative du requin-taupe commun.

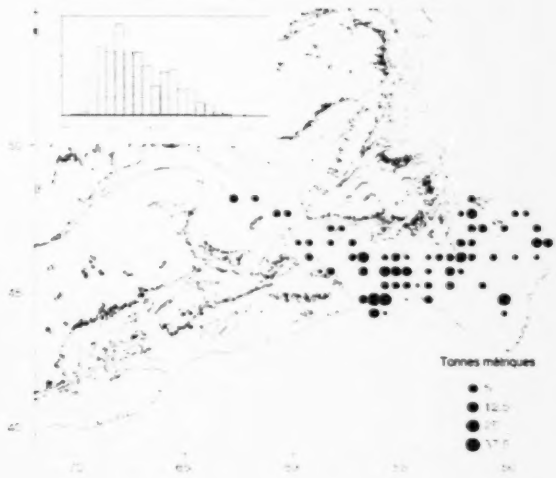
Le **lieu et la période de pêche** diffèrent dans la pêche côtière et dans la pêche hauturière. Les deux flottilles pêchent sur le plateau néo-écossais au printemps, mais la flottille de pêche hauturière concentre son activité sur le bord du plateau, tandis que la pêche côtière s'étend sur une bonne partie du plateau. Il y a peu d'effort de pêche sélective du requin-taupe commun de la part de la flottille de pêche côtière en automne. La plupart des prises d'automne viennent de la flottille de pêche hauturière, qui évolue alors au sud de Terre-Neuve et dans le golfe du Saint-Laurent. Il n'y a pas eu de pêche sélective en été 1999 et en été 2000, l'industrie ayant alors convenu volontairement de réserver son quota à la pêche d'automne. Les prises d'automne ont été volontairement limitées à 100 t dans la sous-zone 3.

Provenance des prises et composition de ces dernières selon la taille

Pêche côtière, janv.-juin 1999-2000



Pêche hauturière, juill.-déc. 1999-2000



La **composition des prises selon la taille** en 1999 et 2000 était relativement comparable dans la pêche côtière et dans la pêche hauturière. Les prises de printemps et d'automne ont été dominées par les petits requins (moins de 175 cm); les bateaux de pêche ont essayé d'éviter de capturer de grandes femelles au printemps. Ces dernières années, l'âge du plein recrutement à la pêche est tombé à seulement 3 ans, cela dans tous les secteurs.

On a reconstitué la **composition des prises selon l'âge** dans les débarquements passés et

présents, soit de 1961 à 2000. Avant 1991, l'âge du plein recrutement au large du sud de Terre-Neuve en automne variait entre 10 et 15 ans, ce qui correspond à l'utilisation de cette région comme lieu d'accouplement par une population faiblement exploitée.

État de la ressource

L'évaluation précédente de cette ressource était fondée sur les résultats préliminaires d'un programme de recherche intensive exécuté en collaboration avec l'industrie de la pêche du requin. L'étude des taux de prises normalisés, des analyses de marquage-recapture et des indices de la récente mortalité par pêche semble indiquer un rendement à $F_{0,1}$ de 850 t. Toutefois, on ne disposait pas de renseignements suffisants pour établir un niveau de prises viable et les niveaux de mortalité par pêche actuels.

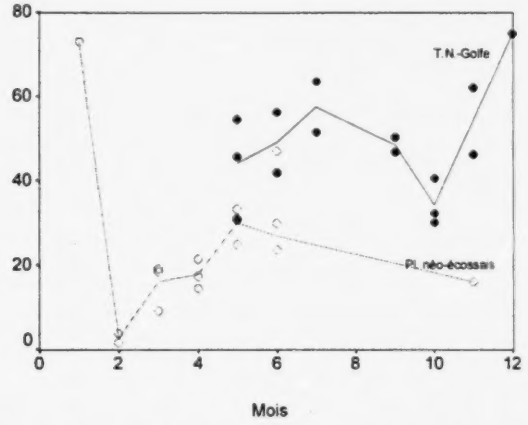
Tel qu'indiqué précédemment, un **programme de recherche** intensive sur le requin-taupe commun a été lancé en 1998, avec l'appui et le financement de l'industrie de la pêche du requin. Dans le cadre de ce programme, le personnel scientifique a recueilli à bord des bateaux des tissus et des mesures détaillées, tandis que les membres de l'industrie de la pêche ont mesuré plus de 75 % des requins débarqués en 1998 et 2000. Les renseignements ainsi recueillis ont permis d'obtenir une image de la ressource qu'il est rarement possible d'avoir dans d'autres pêches et qui a été d'une grande utilité dans la présente évaluation. De plus, une collaboration avec les responsables du Apex Predator Program, du NMFS des États-Unis, nous a permis d'accéder à une expertise et à des données non publiées. Grâce à tout cela, notre connaissance de la biologie et de la dynamique de la population de requin-taupe commun est une des meilleures du monde dans le domaine des requins pélagiques.

On a étudié la **structure du stock et les migrations** du requin-taupe commun en analysant les résultats non publiés d'études de marquage réalisées respectivement par les Norvégiens, par les Canadiens et par les Américains depuis les années 1960. Ces trois études révélaient l'existence d'importantes migrations annuelles du requin-taupe commun entre le golfe du Maine et le golfe du Saint-Laurent/le sud de Terre-Neuve et ne fournissaient aucun indice de la présence de plus d'un stock. On n'y décelait pas non plus de preuve d'un mélange de stocks entre l'ouest et l'est de l'Atlantique.

Les changements, d'un mois à l'autre, dans la composition des prises selon la longueur et dans les proportions des deux sexes donnent à croire à une migration saisonnière des requins matures du même sexe du bord extérieur du plateau néo-écossais vers les lieux d'accouplement du sud de Terre-Neuve au cours du printemps. Les requins plus petits et immatures du plateau néo-écossais migrent en apparence relativement peu.

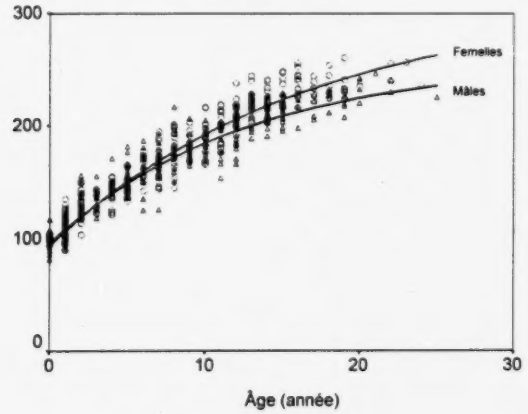
Le requin-taupe commun montre des **préférences de température** bien définies à longueur d'année. La température moyenne à mi-profondeur d'engin était de 7,4 ^{0}C, 50 % des prises étant capturées entre 5 et 10 ^{0}C. Les profondeurs variaient entre 150 et 2 300 m au printemps, mais la plupart des prises d'automne ont été capturées à des profondeurs < 150 m. L'**alimentation** des requins-taupes communs se compose principalement de poisson.

Pourcentage de femelles >175 cm (LF) parmi les prises



On a déterminé l'**âge et le taux de croissance** du requin-taupe commun après avoir confirmé la fiabilité des lignes de croissance des vertèbres comme indicateurs de l'âge. Chez les deux sexes, le taux de croissance diminue légèrement à l'arrivée de la maturité sexuelle, les femelles atteignant cependant une plus grande taille. La longévité des requins-taupes communs semble se situer entre 30 et 40 ans.

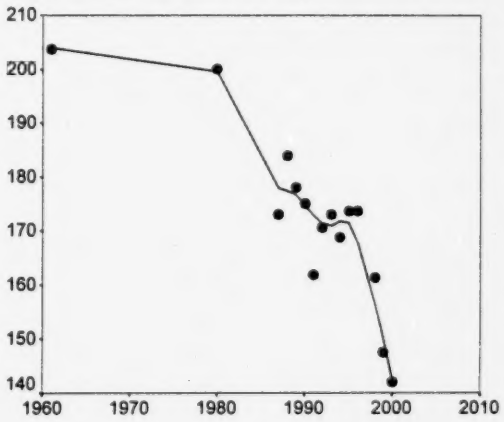
Courbe de croissance des requins-taupes communs (LF, en cm) par sexe



On a étudié la **reproduction du requin-taupe commun** pour déterminer le potentiel de productivité de la population. Les mâles arrivent à maturité à environ 174 cm de LF (âge 8) et les femelles à 217 cm (âge 13). Cet âge tardif de maturité réduit grandement la productivité de la population. Les portées sont en moyenne de 3,9 petits; la période de gestation dure de 8 à 9 mois et les femelles matures semblent se reproduire tous les ans. L'accouplement a lieu au début de l'automne à l'entrée du golfe du Saint-Laurent et au large du sud de Terre-Neuve, mais on ne connaît pas le lieu de mise bas.

On a examiné les **tendances annuelles de la composition selon la longueur** pour déterminer s'il y avait surexploitation. Les prises d'automne au large du sud de Terre-Neuve ont été en général dominées par des grands requins-taupes communs ayant atteint la maturité sexuelle, mais la longueur médiane à la fourche a diminué depuis le début des années 1980, ce qui donne à croire à une diminution de l'abondance des grands requins. En 1999 et 2000, les longueurs médianes à la fourche étaient les plus basses jamais enregistrées.

Longueur médiane à la fourche (cm) à Terre-Neuve et dans le Golfe en septembre-octobre

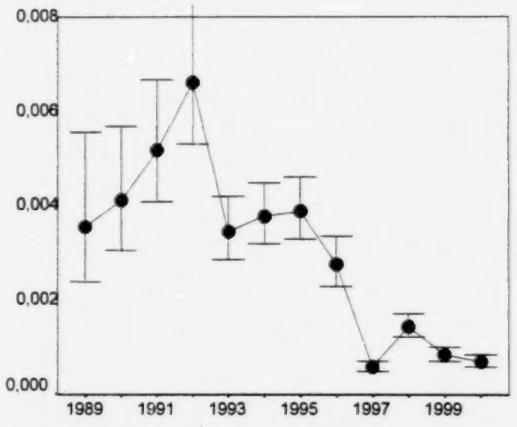


Les **tendances des taux de prises commerciales** ont servi d'indicateurs de l'abondance, pour ce qui est tant de la biomasse globale (kg/hameçon) que du nombre de spécimens matures (>200 cm LF) et immatures (<200 cm LF) par hameçon. Les taux de prises (kg/hameçon) de la flottille de pêche hauturière ont chuté à moins de la moitié des taux enregistrés au début des années 1990. Les

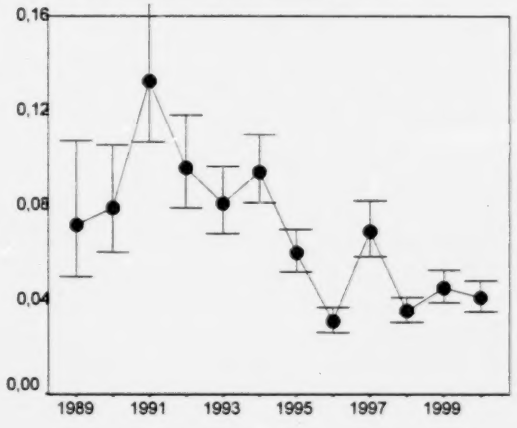
antécédents de la flottille de pêche côtière sont bien plus courts, mais celle-ci a connu une légère augmentation depuis 1998. La divergence récente des tendances s'explique peut-être par les différences dans les zones exploitées par les deux flottilles. Les taux de prises des requins à maturité (nombre/ hameçon) dans les deux flottilles ont nettement diminué dans toutes les zones depuis 1996. Le taux de prises des requins immatures a aussi diminué depuis le début des années 1990, quoiqu'il soit resté à peu près stable depuis 1996. Le taux de prises de requins immatures de la flottille de pêche côtière a augmenté en 2000, tandis que celui de la flottille de pêche hauturière a encore diminué.

Une **analyse des taux de prises** tenant compte des différences entre les bateaux de pêche, les sous-zones et les mois dénotait une augmentation du taux de prises des requins à maturité entre 1989 et 1992, suivie d'une nette baisse jusqu'à un niveau très bas en 2000 (à environ 10 % du niveau maximal). Cette tendance correspond à l'arrivée progressive des navires canadiens dans la pêche au début des années 1990, qui a été suivie d'une diminution de l'abondance des poissons matures en raison d'une forte exploitation. Le taux de prises normalisé des requins immatures dénotait un fléchissement comparable, mais moins marqué, depuis 1991 (à 30 % du niveau maximal), quoique les prises aient été relativement stables depuis 1996.

Requins matures par hameçon



Requins immatures par hameçon



On a estimé les **taux de mortalité naturelle** pour chaque sexe d'après des courbes de prises par zone parmi la population vierge de 1961. Le taux de mortalité naturelle (M) des requins-taupes communs immatures est d'environ 0,10; ce taux augmente à 0,15 chez les mâles à maturité et à 0,20 chez les femelles à maturité.

Trois méthodes ont servi à estimer le **taux récent de mortalité par pêche :** les estimations Paloheimo Zs, l'analyse de Petersen et un modèle de population.

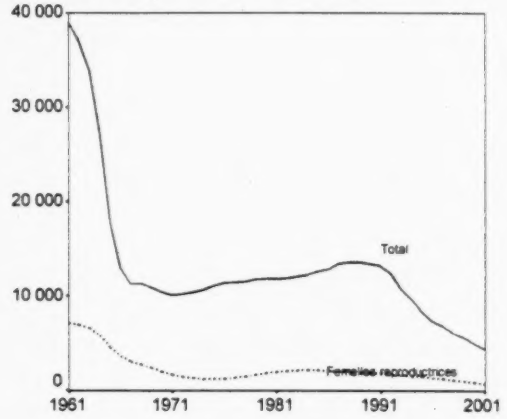
Les estimations **Paloheimo Zs** sont des estimations du taux de mortalité totale fondées sur la baisse, normalisée d'après l'effort, des prises selon l'âge par rapport à une classe d'âge.

Sur le plateau néo-écossais et dans la région de Terre-Neuve et du Golfe, les estimations Paloheimo Zs étaient d'environ 0,32 de 1998 à 2000. Après correction en fonction de M, on a estimé que la mortalité par pêche aux âges 3-13 était de l'ordre de 0,18-0,22.

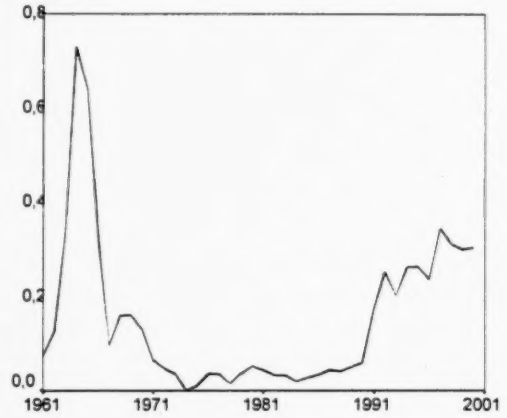
La mortalité par pêche (F) dans les années 1990 a été estimée grâce à une **analyse de Petersen** des recaptures d'étiquettes. L'analyse a été limitée aux requins <125 cm de LF, correspondant aux âges 0 et 1. Les études de marquage tant canadiennes qu'américaines ont produit les mêmes estimations de la mortalité par pêche depuis 1994. Après avoir tenu compte de la disponibilité limitée des jeunes requins aux engins de pêche, on a estimé que F se situait entre 0,05 et 0,20, sa moyenne étant d'environ 0,11 depuis 1994.

On a adapté un **modèle de population** structuré selon l'âge et le sexe aux prises selon la longueur et aux taux de prises entre 1961 et 2000 pour estimer l'effectif actuel de la population par rapport à celui d'années antérieures. L'effectif de la biomasse totale et celui du stock de reproducteurs ont tous deux diminué nettement après le début de la pêche en 1961, pour remonter légèrement dans les années 1970 et 1980, puis pour chuter à nouveau et atteindre un seuil sans précédent. On estime que la biomasse actuelle se situe à 11-17 % de la biomasse de la population vierge et que la mortalité par pêche (F) des poissons pleinement recrutés en 2000 était de 0,26.

Biomasse (t) d'après le modèle de population



Mortalité par pêche d'après le modèle de population

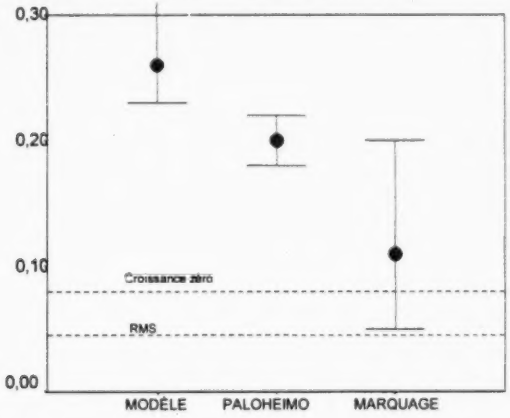


On a calculé les **points de référence biologique** d'après à la fois une analyse de la table de survie et le modèle de population. L'analyse de la table de survie utilise les estimations, structurées d'après l'âge, du taux de survie, de la maturation sexuelle et de la fécondité pour projeter la croissance de la population; elle est bien adaptée à des animaux comme les requins, qui ont un cycle de reproduction bien défini et des taux de survie élevés. Le taux intrinsèque de croissance d'une population de requin-taupe commun non exploitée est de 5-7 %. La pêche à $F_{0,1}$=0,18 n'est pas viable et aboutira à l'effondrement du stock. La pêche à F=0,08 se traduit par une croissance zéro de la population, tandis qu'à

F=0,04 à 0,06 environ, on obtient un rendement maximal soutenu (RMS) d'approximativement 1 000t.

La présente évaluation contient plusieurs mesures indépendantes de la **récente mortalité par pêche.** Les mortalités par pêche estimées d'après la méthode Paloheimo Zs, les taux d'exploitation de Petersen et le modèle de population sont illustrées dans le graphique à origine variable ci-après, les valeurs les plus probables étant représentées par le point. Selon toutes les méthodes utilisées, les récentes mortalités par pêche se situaient alentour de 0,2, soit bien au-dessus des niveaux viables.

Estimations de la récente mortalité par pêche par rapport aux niveaux de référence



Sources d'incertitude

La présente évaluation comporte plusieurs sources d'incertitude. On voit rarement des requins matures en hiver et au printemps, et leurs lieux d'hivernage et de mise bas restent inconnus. Cette incertitude peut influer sur les projections de rendement par ses effets sur la disponibilité.

La détermination de l'âge des vieux requins (>15 ans) n'a pas encore été validée, ce qui a des répercussions sur les calculs du taux de mortalité des femelles à maturité.

Parmi les autres sources d'incertitude, citons certaines des hypothèses de l'analyse de marquage de Petersen, en particulier celles qui portent sur les taux de mortalité occasionnée par le marquage ainsi que sur les taux de perte et de déclaration d'étiquettes.

Finalement, quelques-unes des hypothèses sous-jacentes du modèle de population sont incertaines, particulièrement celle sur la sélectivité, qui introduit une incertitude dans les estimations de l'état récent de la population. Le modèle représente une exploration préliminaire de la dynamique de la population et nécessite des améliorations à certains égards. Tout en donnant une idée générale de la dynamique du stock, les estimations de l'état récent de la population comportent un grand éventail d'incertitudes.

Quoique toutes les mesures de la récente mortalité par pêche présentées ici sont considérées comme valables, celles qui découlent de la méthode Paloheimo Zs sont jugées les plus fiables, avant celles de l'analyse de Petersen et, au dernier rang, du modèle de population.

Perspectives

Les requins-taupes communs produisent peu de petits et atteignent la maturité à un âge relativement tardif par rapport à l'âge de leur première capture. Cette combinaison de facteurs biologiques rend le requin-taupe commun très vulnérable à la surexploitation. Des prises annuelles moyennes d'environ 4 500 t dans les années 1960 ont mené, au bout de seulement 6 ans, à l'effondrement de la pêche, qui ne s'est pas véritablement rétablie avant 25 ans par la suite. Toutefois, la pêche paraissait viable dans les années 1970 et 1980, alors que les débarquements annuels moyens se situaient à 350 t, et la population s'est lentement rétablie. Des prises de 1 000 à 2 000 t durant une bonne partie des années 1990 semblent avoir à

nouveau réduit l'abondance de la population, aboutissant à des taux de prises plus faibles et à un nombre nettement plus bas de femelles matures.

D'après des données scientifiques préliminaires et grâce à une excellente coopération de l'industrie, le TAC de 1 700 t introduit pour deux ans en 1999 a abouti à des estimations préliminaires du rendement à $F_{0,1}$, de la mortalité et de l'abondance du stock. Toutefois, on reconnaissait à l'époque que le rendement à $F_{0,1}$ n'était probablement pas viable. L'évaluation actuelle confirme la non-viabilité de la pêche à $F_{0,1}$ en ce qui concerne le requin-taupe commun et indique qu'une mortalité par pêche supérieure à 0,08 entraînera un déclin de la population. Une mortalité par pêche de 0,04-0,05 correspond au RMS, et c'est ce dont on a besoin pour que la population puisse se rétablir. Plusieurs estimations indépendantes de la récente mortalité par pêche semblent toutes indiquer que les prises récentes moyennes de 1 000 t par an ont abouti à une valeur F d'environ 0,20. Des prises annuelles de 200-250 t correspondraient à une pêche alentour du RMS et permettraient une croissance de la population. Si les prises annuelles étaient d'environ 400 t, il n'y aurait pas de croissance de la population et aucune marge d'erreur dans les estimations. L'effectif actuel de la population semble se situer à 10-20 % de la population vierge.

La population actuelle de requin-taupe commun est gravement appauvrie et son rétablissement nécessitera une grande réduction de la mortalité par pêche. En raison de la faible productivité de l'espèce, le rétablissement sera lent. Toutefois, des prises annuelles d'environ 1 000 t seront viables à long terme une fois que la population se sera rétablie.

Pour obtenir de plus amples renseignements,

communiquer avec :

Steven Campana
Division des poissons de mer
Institut océanographique de Bedford
C. P. 1006, Dartmouth
(Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

TÉL. : (902) 426-3233
FAX : (902) 426-9710
Courriel : campanas@mar.dfo-mpo.gc.ca
Site Web sur les requins :
www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/shark

Références

Campana, S., L. Marks, W. Joyce, and S. Harley. 2001. Analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic, with estimates of long-term sustainable yield. MPO, Secrétariat canadien pour l'évaluation des stocks, Doc. de rech. 2001/067.

Distribué par le :

Bureau du processus consultatif régional des provinces Maritimes
Ministère des Pêches et des Océans
C.P. 1006, Succ. B205
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Canada B2Y 4A2
Téléphone : 902-426-7070
Courriel : myrav@mar.dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas
ISSN : 1480-4921

An English version is available on request at the above address.

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO, 2001. Requin-taupe commun des sous-zones 3-6 de l'OPANO. MPO - Sciences, Rapport sur l'état des stocks B3-09 (2001).